UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

DIAN CARLOS PINHEIRO ROSA

RICA EM ESPÉCIES, MAS DEFAUNADA: O CASO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE DE UMA ÁREA PROTEGIDA NA AMAZÔNIA

SANTARÉM-PA

2021

DIAN CARLOS PINHEIRO ROSA

RICA EM ESPÉCIES, MAS DEFAUNADA: O CASO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE DE UMA ÁREA PROTEGIDA NA AMAZÔNIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade da Universidade Federal do Oeste do Pará, como requisito para obtenção do título de mestre em Biodiversidade.

Orientador: Dr. Rodrigo Ferreira Fadini
Coorientador: Dr. Darren Norris

SANTARÉM-PA

2021

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

R788 Rosa, Dian Carlos Pinheiro
Rica em espécies, mas defaunada: o caso dos mamíferos de médio e grande portede uma área protegida na Amazônia./ Dian Carlos Pinheiro Rosa. – Santarém, 2021.
59 p. : il.
Inclui bibliografias.

Orientador: Rodrigo Ferreira FadiniCoorientador: Darren Norris
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-reitoria de Pes- quisa, Pós Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Biodiver-sidade.

1. Armadilha fotográfica. 2. Mamíferos. 3. Caça furtiva. I. Fadini, Rodrigo Ferreira, *orient*. II. Norris, Darren, *coorient*. III.Título.

CDD: 23 ed. 354.349098115

Bibliotecária - Documentalista: Renata Ferreira – CRB/2 1440

ATA Nº17

Em acordo com o Regimento do Programa de Pós Graduação em Biodiversidade da Universidade Federal do Oeste do Pará, artigo 56: "A Dissertação será julgada por uma banca avaliadora não presencial, que será sugerida pelo orientador e homologada pelo Colegiado, sendo constituída por 5 (cinco) avaliadores com título de doutor, sendo um deles obrigatoriamente externo ao curso". Sobre aprovação, o artigo 62, dispõe: "A dissertação será considerada aprovada quando receber no mínimo três pareceres "Aprovada" pela banca". Alternativamente, o artigo 58 estabelece: "O discente será dispensado da avaliação da dissertação por banca avaliadora, quando comprovar o aceite ou publicação de pelo menos um artigo resultante da sua dissertação, como primeiro autor, em co-autoria com orientador, ou orientador e coorientador quando o orientador for um docente colaborador, em periódico indexado com percentil mínimo de 75 (setenta e cinco) ou superior referente às métricas mais recentes do maior percentil utilizado pelo *Journal Citation Reports (Clarivate)* ou pelo *Scientific Journal Rankings (Scimago)*". Caberá ao discente apenas a apresentação pública do trabalho conforme artigo. 64, que estabelece: "O discente que teve sua dissertação aprovada deverá apresentá-la em sessão pública com duração de até 50 (cinquenta) minutos obrigatoriamente até no máximo 15 (quinze) dias após a aprovação, e no prazo máximo de vínculo com o curso, ou seja, 24 (vinte e quatro) meses após o início do primeiro semestre letivo do discente no curso".

Assim, aos vinte e nove dias do mês de abril do ano de dois mil e vinte um, às dezessete horas, foi disponibilizada on-line a apresentação de seminário público da dissertação de mestrado do aluno DIAN CARLOS PINHEIRO ROSA. Deu-se início a abertura dos trabalhos, onde o Professor Dr. RODRIGO FERREIRA FADINI, após esclarecer as normativas de tramitação da defesa e seminário público, de imediato solicitou ao candidato que iniciasse a apresentação da dissertação, intitulada "Rica em Espécies, Mas Defaunada: O caso de Mamíferos de Médio e Grande Porte de Uma Área Protegida na Amazônia.

Concluída a exposição, o orientador comunicou ao discente que a versão final da dissertação deverá ser entregue ao programa, no prazo de 60 dias; contendo as modificações sugeridas pela banca avaliadora e constante nos formulários de avaliação da banca. A banca avaliadora foi composta pelos examinadores professores doutores listados abaixo. Os pareceres assinados seguem em sequência.

RODRIGO FERREIRA FADINI

Orientador

DIAN CARLOS PINHEIRO ROSA

Discente

Dr. RICARDO SIQUEIRA BOVENDORP, UESC

Examinador Externo a Instituição

Dr. RENATO RICHARD HILÁRIO, UNIFAP

Examinador Externo à Instituição

WILSON ROBERTO SPIRONELLO, INPA

Examinador Externo à Instituição

Dedico as minhas filhas Luz e Céu, a minha companheira Luana, aos meus pais, amigos, familiares e professores. A todas as vítimas da Covid-19.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Maria e Idimar e a minha companheira Luana por entenderem a minha ausência em momentos importantes.

Agradeço imensamente a generosidade da minha equipe de trabalho, formada pelo meu orientador Rodrigo Fadini, Carlos Brocardo, Clarissa Rosa e Arlissom Castro, por adaptar todo o cronograma de atividades no nascimento da minha filha e também pelo comprometimento, dedicação e amizade durante a realização do trabalho.

Agradeço aos meus irmãos Victor e Diego por estarem comigo em todos os momentos.

Agradeço a Raimunda Queiroz (dona Dora) e Adriane Queiroz, por me acolherem como família e por compartilhar tanto aprendizado e carinho.

Agredeço a Lidy, Marco e Matheus por serem irmãos de outras mães, eu amo vocês!

Agradeço as minhas queridas amigas, Vevê, Lindi, Carol, Mari, Ju, Eliza, Nay e Diana que me acompanham desde o primeiro trabalho acadêmico.

Agradeço a minha mana Karen Auzier por ser minha família durante minha estadia em Santarém.

Agradeço aos meus queridos amigos Rafael de Fraga (Rato) e a Erika, pelos momentos de paz, por todo apoio e pelas confraternizações ao som da guitarra imortal do Frank Zappa!

Agradeço a Francesca, Tauanny e Karol por serem super parceiras ao longo da nossa jornada no curso. Agradeço as minhas parceiras de Campo Katiane e Soliane por toda experiência que compartilhamos.

Agradeço ao Carlos Henrique Senna e a Letícia Senna por acreditarem em mim, me apoiarem e me apadrinharem na Consultoria Ambiental, antes e depois do mestrado.

Agradeço ao Laboratório de Sementes Florestais por ser meu principal espaço de trabalho e a querida professora Daniela Paulleto por me ajudar em vários momentos. Agradeço as amigas e amigos da engenharia florestal Ádria, Verena, Ingred, Thiago, e vários outros, pela ótima companhia durante os plantões no Lab. Agradeço a Dona Ilma, pelas conversas e brincadeiras.

Agradeço ao meu irmão Gustavo Garcia, por dedicar o seu tempo lecionando inglês pra mim. Você é um dos melhores professores de inglês que eu já tive! Juntamente com a querida professora Silvia que com imenso carinho e atenção ensinou inglês no curso.

Agradeço aos meus amigos Ivan e Márcio por me ajudarem em muitas ocasiões durante minha estadia em Santarém.

Agradeço a todos da COOMFLONA por me abrigarem principalmente no ano de 2019 durante a realização das coletas de campo, principalmente a Marcilene, por auxiliar na organização da logística de campo, e Edleusa e Josilene que sempre preparavam as melhores refeições pra equipe, e aos auxiliares de campo Raimundo, Paulo, Buru e Thiago, todos com ensinamentos práticos riquíssimos pra realização do trabalho na floresta.

Agradeço a CAPES pela concessão da minha bolsa.

Agradeço aos avaliadores pelas ótimas contribuições

Agradeço a todos os professores do PPGBEES juntamente com a instituição UFOPA que agora guardo com muito carinho

Viva as Universidades Federais!!

“Meu bem, talvez você possa compreender a
minha solidão,
O meu som e a minha fúria e essa pressa de viver
E esse jeito de deixar sempre de lado a certeza
E arriscar tudo de novo com paixão
Andar caminho errado pela simples alegria de ser...”

Belchior

RESUMO

Mamíferos de médio e grande porte neotropicais são elementos chave nos ecossistemas florestais, e Unidades de Conservação (UC) são essenciais para sua conservação. No Brasil as Unidades de Conservação de Uso Sustentável (UC-US) são um subgrupo de UCs que permite tanto a conservação da biodiversidade quanto a exploração sustentável dos recursos naturais. As UC-US são fundamentais para a manutenção da biodiversidade e oferecem uma grande oportunidade para a conservação de mamíferos de médio e grande porte porque possuem um grande tamanho, especialmente na Amazônia. No entanto, as UC-US geralmente são afetadas por pressões internas e externas, e diferentes partes de uma mesma área podem apresentar diferentes graus de defaunação (i.e., extinção local ou ecológica de animais). Amostramos mamíferos de médio e grande porte usando armadilhas fotográficas em áreas com histórias distintas de ocupação humana na Floresta Nacional do Tapajós (FNT), e mostramos diferenças na riqueza de espécies, estrutura da assembleia, número de registros das espécies, e níveis de defaunação. Uma compilação de outros estudos conduzidos em locais semelhantes a FNT sugere que as atividades humanas podem ter conduzido populações de algumas espécies de mamíferos de grande porte, como a anta (*Tapirus terrestris*) e o queixada (*Tayassu pecari*), a níveis muito baixos, enquanto pode ter ocorrido uma compensação de roedores de grande porte na área defaunada. Diferenças locais de uso humano dentro de uma UC e entre elas são comuns na Amazônia, o que demanda ações específicas do poder público para minimizar impactos na fauna silvestre causados por atividades lícitas ou ilegais.

Palavras-chave: Armadilha Fotográfica. Mamíferos. Caça Furtiva. Floresta Tropical. Manejoda Vida Selvagem.

ABSTRACT

Neotropical medium and large-bodied mammals constitute key elements in forest ecosystems, and Protected Areas (PAs) are essential for their conservation. In Brazil, the Sustainable Use Protected Areas (SU-PAs) are a subgroup of PAs that allows both the conservation of biodiversity and the sustainable exploration of natural resources. SU-PAs offer a great opportunity for conserving medium and large-bodied mammals because of their large size, especially in the Amazon. However, SU-PAs are usually affected both by internal and external pressures, and different parts of the same SU-PA may have distinct degrees of defaunation (i.e., local or functional extinction of animals). We sampled mammals using camera traps in two areas with distinct histories of human occupation in the Tapajós National Forest (TNF), and show differences in species richness, assemblage structure, number of records per species, and levels of defaunation. A compilation of other studies conducted in similar sites of the TNF suggest that human activities may have driven populations of some large-bodied mammal species, such as the tapir (*Tapirus terrestris*) and white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) to very low levels in the TFN, and that compensation by large rodents may have occurred in the defaunated area. Local differences in human occupation within and between PAs are common in the Amazon, which demands area-specific actions from public authorities to minimize impacts on wildlife caused by both legal or illegal activities.

Keywords: Camera trap. Mammals. Poaching. Tropical Forest. Wildlife Management.

Lista de Ilustrações

Capítulo Único

Lista de Tabelas

Sumário

INTRODUÇÃO GERAL

Rica em espécies, mas, defaunada: o caso de mamíferos de médio e grande porte de uma área protegida na Amazônia

O que é a pesquisa?

Os mamíferos de médio porte (>1kg) são essenciais para manter a floresta viva e ecologicamente funcional, espalhando sementes através da dispersão, consumo de plântulas ou modificando a paisagem por meio do pisoteio, permitindo que espécies de plantas mais raras sobrevivam (Villar, 2020). Fezes e carcaças desses animais potencializam a ciclagem de nutrientes, tão importante para a realização dos ciclos biogeoquímicos, incluindo, principalmente, o sequestro de carbono (Sobral, 2017). Ações humanas como alteração do habitat através de queimadas e extração madeireira, além da caça, afetam seletivamente os mamíferos de maior porte, podendo causar severas reduções populacionais ou extinções locais, ao que damos o nome de defaunação (Dirzo, 2001; Galetti, 2017).

A criação de Unidades de Conservação (UC) com áreas extensas é uma das maneiras de conservar os mamíferos de médio e grande porte e os serviços ecológicos associados. Muitas UCs, no entanto, especialmente na Amazônia, estão na categoria de Uso Sustentável, que permite certo grau de uso humano, criando situações heterogêneas de ocupação dentro da mesma unidade administrativa. Aqui usamos como exemplo a Floresta Nacional do Tapajós – FNT, Unidade de Conservação de Uso Sustentável com aproximadamente 526 mil hectares, localizada as margens do Rio Tapajós, no oeste do Estado do Pará. No contexto da FNT formou-se um histórico de ocupação humana heterogêneo, em que a região Norte apresenta maior concentração de habitações humanas e consequentemente de atividades antrópicas do que a região Sul. Neste estudo, pesquisamos essas duas regiões e mostramos diferenças na riqueza, composição, abundância, grau de conservação e grau de defaunação de mamíferos, que podem estar relacionadas aos distintos graus de uso humano dentro dessa Unidade de Conservação na Amazônia.

Texto de comunicação científica formatado de acordo com as normas do canal ciência – Portal de Divulgação Cientifica e Tecnológica, do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict).

Como é feita a pesquisa?

Para comparar a fauna de mamíferos de médio e grande porte entre as regiões Norte e Sul da FNT, realizamos um estudo utilizando armadilhas fotográficas. Posicionamos 18 armadilhas fotográficas ao longo de dois módulos de pesquisa do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) na região Norte e 20 ao longo de outros dois módulos na região Sul. A distância mínima entre as armadilhas foi de 1 km. As armadilhas fotográficas possuem sensores de infravermelho (para detecção de calor) e sensores de movimento, permitindo a realização de registros noturnos e diurnos, funcionando 24 horas por dia por mais de um mês cada. As câmeras foram posicionadas em pontos estratégicos, com evidência de uso por esses animais (Figura 1).

Figura 1. Armadilha fotográfica posicionada em árvore próxima a locais utilizados por mamíferos na Flona do Tapajós.

A partir dos registros, foi possível determinar a riqueza e abundância dos animais, além de um índice de defaunação e um índice de conservação. O primeiro leva em conta a comparação das áreas aqui estudadas com uma área de referência, sem defaunação (Giacomini e Galetti 2013). O segundo compara as duas regiões que estão sendo estudadas, colocando na balança a riqueza de espécies e a biomassa, além de dar maior peso para espécies ameaçadas de extinção (Galetti et al. 2009).

Qual a importância da pesquisa?

Nosso estudo mostrou diferenças importantes entre as regiões Norte e Sul da FNT. Registramos 20 espécies na região Sul e 16 na região Norte para o mesmo período. A composição de espécies também foi bastante diferente entre as regiões (Figura 2).

Figura 2. Em A, onça pintada, (*Panthera onca*), em B, anta (*Tapirus terrestris*), em C, cachorro-do-mato-de-orelhas-curtas (*Atelocynus microtis*), registrados exclusivamente na região Sul da Flona Tapajós. Em D, onça parda (*Puma concolor*) registrada exclusivamente na região Norte da Flona Tapajós.

O índice de conservação revelou que a região sul tem maior importância para a conservação de mamíferos de médio e grande porte do que a região norte. Já o índice de defaunação apresentou dados contraditórios, mostrando maior defaunação no Norte em relação ao Sul no que diz respeito à presença das espécies, resultado contrário ao que foi encontrado quando a biomassa foi utilizada para comparação. Isso pode estar relacionado a maior quantidade de roedores (pacas e cutias) na região norte (Figura 3).

Figura 3. Espécies com maior quantidade de registros na Flona do Tapajós, especialmente na região Norte. Em A, a cutia (*Dasyprocta croconota*), em B a paca (*Cuniculus paca*).

Esses resultados podem estar relacionados a diferença na história de ocupação humana da região, e mostram que mesmo as florestas contínuas estão sujeitas a defaunação. Nosso estudo revela a importância de se manter áreas intocadas para serem utilizadas como refúgio pela fauna e sugere que áreas protegidas na Amazônia, principalmente aquelas que permitem algum tipo de uso dos recursos, e que estão próximas a centros urbanos, precisam desenvolver ações setorizadas de gestão da biodiversidade. Grandes Unidades de Conservação apresentam enorme dificuldade de gerenciamento. Ações como aumentar a quantidade de fiscais em áreas críticas, envolver a comunidade local, prevenir atividades de caça ilegal e indenizar diretamente quem vive nessas florestas, podem estar entre as medidas de conservação possíveis para proteger os mamíferos (Bruner 2001).

Pesquisadores Responsáveis

Dian Carlos Pinheiro Rosa, Carlos Brocardo, Clarissa Rosa, Arlison Castro, Rodrigo Fadini

Fontes Financiadoras

Programa Nacional de Cooperação Acadêmica na Amazônia/CAPES (processo nº 88887.200472/2018-00); Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD (processo nº 441443/2016-8).

Sugestões de leitura

Bruner, A.G. 2001. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science* 291: 125–128.

Dirzo, R. Chapin, F. S., Sala O. E. 2001. In Global Biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century. *Springer Science & Business* Media, 2013. New York, pp. 251–276.

Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S.; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; et al. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142: 1229–1241.

Galetti, M.; Brocardo, C.R.; Begotti, R.A.; Hortenci, L.; Rocha-Mendes, F.; Bernardo, of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation* 20: 270–281.

Giacomini, H.C.; Galetti, M. 2013. An index for defaunation. *Biological Conservation* 163: 33–41.

Sobral, M.; Silvius, K.M.; Overman, H.; Oliveira, L.F.B.; Raab, T.K.; Fragoso, J.M. V. 2017. Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. *Nature ecology & evolution* 1: 1670.

Villar, N.; Siqueira, T.; Zipparro, V.; Farah, F.; Schmaedecke, G.; Hortenci, L.; et al. 2020. The cryptic regulation of diversity by functionally complementary large tropical forest herbivores. *Journal of Ecology* 108: 279–290.

2. **Capítulo Único**

Pinheiro Rosa, D. C; Brocardo, C. R ; Rosa, C; Castro A. B; Fadini, R. Species-rich but defaunated: the case of medium and large-bodied mammals of a protected area in the Amazon. Status: Artigo Submetido no periódico *Acta Amazonica.*

Capítulo Único

Artigo produzido com base nas normas do periódico *Acta Amazonica*

Species-rich but defaunated: the case of medium and large-bodied mammals of a protected area in the Amazon

Dian Carlos PINHEIRO ROSA a,c , Carlos Rodrigo BROCARDO a,c, d, * , Clarissa ROSA b , Arlison Bezerra CASTRO c and Rodrigo FADINI a,c

a Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA, Santarém, Pará, Brazil
b Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia INPA, Manaus, Amazonas, Brazil
c Laboratório de Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA, Santarém, Pará, Brazil
d Instituto Neotropical: Pesquisa e Conservação, Curitiba, Paraná, Brazil

Corresponding author: carlosbrocardo@hotmail.com

Abstract

Neotropical medium and large-bodied mammals constitute key elements in forest ecosystems, and Protected Areas (PAs) are essential for their conservation. In Brazil, the Sustainable Use Protected Areas (SU-PAs) are a subgroup of PAs that allows both the conservation of biodiversity and the sustainable exploration of natural resources. SU-PAs offer a great opportunity for conserving medium and large-bodied mammals because of their large size, especially in the Amazon. However, SU-PAs are usually affected both by internal and external pressures, and different parts of the same SU-PA may have distinct degrees of defaunation (i.e., local or functional extinction of animals). We sampled mammals using camera traps in two areas with distinct histories of human occupation in the Tapajós National Forest (TNF), and show differences in species richness, assemblage structure, number of records per species, and levels of defaunation. A compilation of other studies conducted in similar sites of the TNF suggest that human activities may have driven populations of some large-bodied mammal species, such as the tapir (*Tapirus terrestris*) and white-lipped peccary

(*Tayassu pecari*) to very low levels in the TFN, and that compensation by large rodents may have occurred in the defaunated area. Local differences in human occupation within and between PAs are common in the Amazon, which demands area-specific actions from public authorities to minimize impacts on wildlife caused by both legal or illegal activities.

Keywords: camera trap, mammals, poaching, tropical forest, wildlife management.

Rica em espécies, mas, defaunada: o caso de mamíferos de médio e grande porte de uma área protegida na Amazônia

Resumo

Mamíferos de médio e grande porte neotropicais são elementos chave nos ecossistemas florestais, e Unidades de Conservação (UC) são essenciais para sua conservação. No Brasil as Unidades de Conservação de Uso Sustentável (UC-US) são um subgrupo de UCs que permite tanto a conservação da biodiversidade quanto a exploração sustentável dos recursos naturais. As UC-US são fundamentais para a manutenção da biodiversidade e oferecem uma grande oportunidade para a conservação de mamíferos de médio e grande porte porque possuem um grande tamanho, especialmente na Amazônia. No entanto, as UC-US geralmente são afetadas por pressões internas e externas, e diferentes partes de uma mesma área podem apresentar diferentes graus de defaunação (i.e., extinção local ou ecológica de animais). Amostramos mamíferos de médio e grande porte usando armadilhas fotográficas em áreas com histórias distintas de ocupação humana na Floresta Nacional do Tapajós (FNT), e mostramos diferenças na riqueza de espécies, estrutura da assembleia, número de registros das espécies, e níveis de defaunação. Uma compilação de outros estudos conduzidos em locais semelhantes a FNT sugere que as atividades humanas podem ter conduzido populações de algumas espécies de mamíferos de grande porte, como a anta (*Tapirus terrestris*) e o queixada (*Tayassu pecari*), a níveis muito baixos, enquanto pode ter ocorrido uma compensação

de roedores de grande porte na área defaunada. Diferenças locais de uso humano dentro de uma UC e entre elas são comuns na Amazônia, o que demanda ações específicas do poder público para minimizar impactos na fauna silvestre causados por atividades lícitas ou ilegais.

Palavras-chave: armadilha fotográfica, mamíferos, caça furtiva, floresta tropical, manejo da vida selvagem.

Introduction

Medium and large-bodied mammals such as armadillos, agoutis, deer, tapirs, and peccaries, are important organisms for maintaining the structure of neotropical forests (Stoner et al. 2007, De Oliveira et al. 2018, Villar et al. 2020*a*), but they are threatened by human activities, such as habitat transformation and poaching (Schipper et al. 2008). Many regions suffer from defaunation, a worldwide process that includes animal species extinctions (local or globally) and population declines (Dirzo et al. 2014). Even apparently pristine and little fragmented forests have experienced severe defaunation, especially of larger species, in response to overhunting (Redford 1992, Peres and Palacios 2007, Antunes et al. 2016, Galetti et al. 2017, Benítez-López et al. 2019). The term “empty forest” was coined by Redford (1992) based on studies of hunting in Amazon forest to defaunation inside supposedly pristine forests. Global data indicate that mammal populations have had an average reduction of 83% in areas subject to hunting compared to non-hunted areas (Benítez-López et al. 2017). Defaunation compromises, directly or through cascade effects, the functionality of ecosystems, promoting changes in food webs, prey populations, nutrient cycles, plant regeneration and possibly reducing the carbon stocks in tropical forests (Brocardo et al. 2013, Bello et al. 2015, Sobral et al. 2017, Cooke et al. 2019, Villar et al. 2020*a*, *b*).

The creation of protected areas (PAs) is among the most successful strategies for protecting species, ecological interactions, and entire ecosystems, mainly because they keep natural habitats with size and conservation quality superior to those of unprotected natural areas in the same region (Bruner 2001). In Brazil, PAs are divided into two categories: Strictly-Protected Areas (S-PAs) and Sustainable-Use Protected Areas (SU-PAs). The first has more restrictive use, not allowing direct use of natural resources, but allowing scientific research and, in some cases, tourism. The second allows sustainable use of natural resources, especially by local communities, whose exploitation is regulated by specific management plans (BRASIL, 2011). In the Amazon, more than half (64%) of PAs are SU-PAs, and they have also social importance for the conservation and cultural maintenance of traditional communities, which have different ways of interacting with the environment (ICMBio 2019). However, it is unclear how differences in human occupation within SU-PAs affect the biodiversity, demanding measures of conservation effectiveness (Chape et al. 2005, Geldmann et al. 2019).

Herein we investigate whether two areas with different histories of human use inside the same SU-PA differ in their assemblages of medium and large-bodied terrestrial mammals. The area close to communities and urban centers has suffered more degradation (fire and logging) and is surrounding by a highly fragmented matrix, whereas the other area is more distant from human occupation, has received less degradation and is surround by a less fragmented matrix. In our study region, bush meat is consumed by urban and rural people, and hunting frequency is associated with distance to forests (Torres et al. 2018). Due to this, and because forest degradation may alter mammal assemblages (Sampaio et al. 2010), we hypothesized that the area under more intensive human use will have higher defaunation, both in terms of species presence and mammal biomass. In addition, we compared our results with those of other study sites to evaluate the prevalence of mammal defaunation in the Amazon basin, and the importance of our study site for the conservation of medium to large-bodied species of mammals in the regional context.

Materials and methods

Study area

Our study was carried out in the Tapajós National Forest (TNF), a SU-PA located in Pará State, Brazil (Figure 1). TNF covers 527,319 ha and is considered a priority area for international conservation because it protects ecosystems and the cultural values of traditional peoples (IUCN 2020). TNF is located in the municipalities of Belterra, Mojuí dos Campos, Aveiro, Placas, and Rurópolis (2°45’ and 4°10’ S; 54°45’ and 55°30’ W). The climate of the region is humid tropical (Am in the Köppen classification) (Kottek et al. 2006). The total annual rainfall ranges from 974 to 3057 mm (mean= 1,906 mm, rainfall in 2019 = 1,877 mm)(historical data series [1985-2020] from the Belterra weather station; INMET 2021), with a seasonal distribution; 70% is concentrated between December and June (Espírito-Santo et al. 2005). The vegetation is comprised of two main types: Open Tropical Forest (OTF) and Dense Tropical Forest (DTF) (Espírito-Santo et al. 2005). The main difference between them in terms of species used by humans, is the presence of babassu palms (*Attalea speciosa*) in the former and its absence in the latter (Espírito-Santo et al. 2005). Some species, such as the Brazil nut (*Bertholletia excelsa* H.B.K.), are present in both forest types.

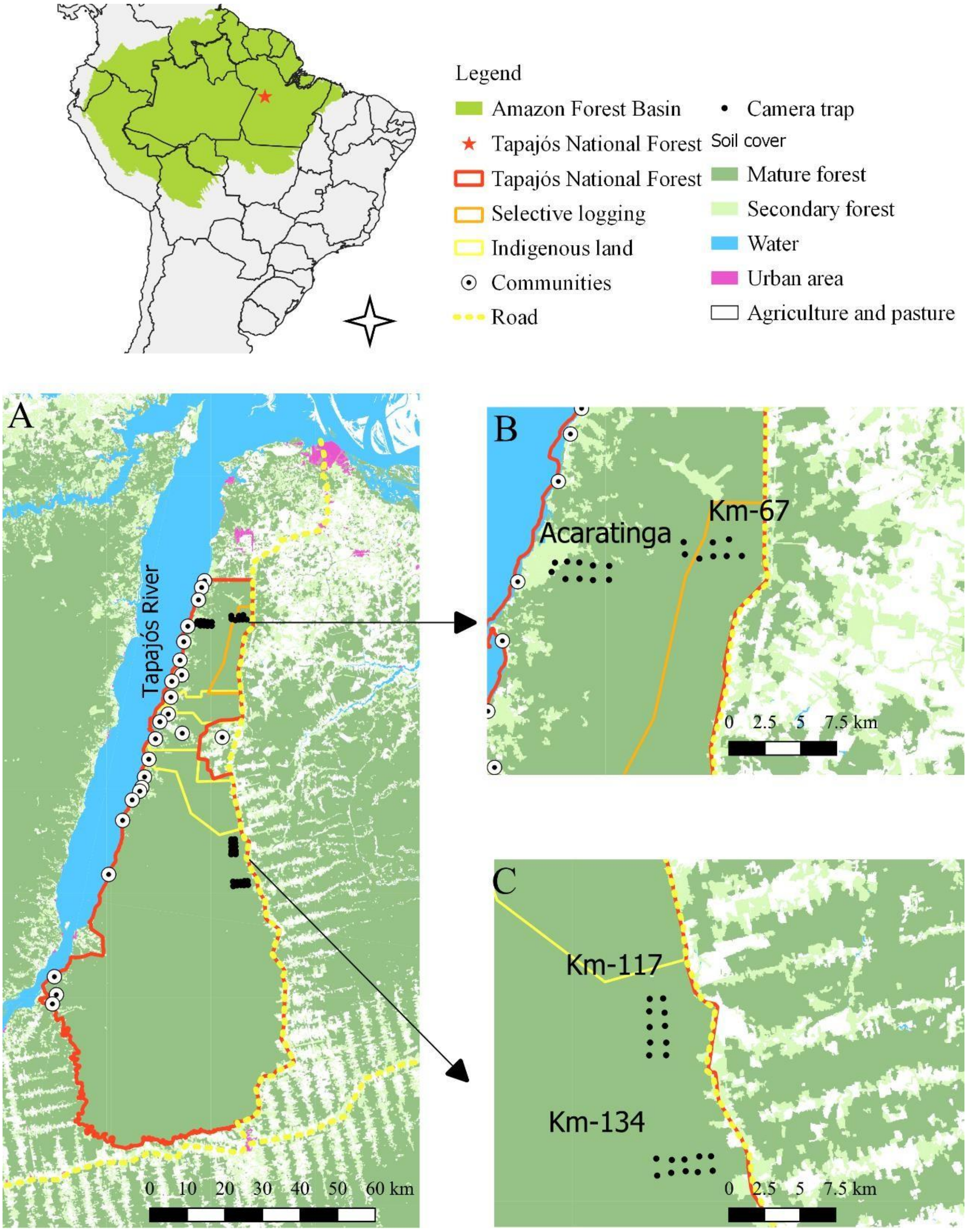


Figure 1. Study area in the Tapajós National Forest, Amazon (A), and location of the sampling modules in the northern (B) and southern (C) areas. Black circles correspond to the sampling sites with camera traps.

Human occupation history

We divided the TNF into north and south areas, based on the Management Plan and human occupation history (ICMBio 2019). There are 1,050 families, comprising four thousand residents from 23 traditional communities living in the TNF. Riverside residents of TNF have community allotments that are 5 to 10 km, from the Tapajós River to the margin of a dissected plateau. In these communities, residents are allowed to practice subsistence hunting, fishing, the removal of non-timber forest products, and the opening of small clearings for cultivation. Also, recently, two areas have been separated from the TNF to accommodate three indigenous villages of the Munduruku ethnic group. Most riverside and indigenous communities are located in the northern area, close to the municipalities of Santarém and Belterra, as well as a large settlement (São Pedro community, 6,457 inhabitants) outside, but in the immediate surroundings of the TNF between the north and south areas (Figure 1). This community raises beef cattle, using fire to form pastures, and residents use domestic dogs for poaching (Robert 2004). The northern area also concentrates the most extensive area for Reduced Impact Logging (RIL), with several roads that give access to the interior of the forest. In 2013 and 2014, approximately 2000 ha of forest were logged in the northern area using RIL techniques in and around of one of the sampling sites. In addition, the northern area underwent high forest degradation, as a result of forest fires that occurred in 2015 and 2016 and burned approximately 20% of one of the sampling areas during an extreme El Niño phenomenon (França et al. 2020).

The southern area of the TNF is more distant from main population centers (municipalities of Belterra and Santarém; Figure 1) and houses few traditional communities on the Tapajós and Cupari River banks, as well as the municipality of

Aveiro. Until 2017, most of the area was destined for permanent preservation and non-timber forest management (ICMBio 2004). However, the situation has recently changed, with the concession of a new area for logging, which began in 2017/2018 (Coomflona, 2015).

Data collection

We sampled mammals > 1kg with camera traps in four RAPELD (acronym for Rapid Assessments and Long-term Ecological Research) research modules established to monitor biodiversity in TNF as part of the Brazilian Program for Biodiversity Research (PPBio) (Magnusson et al. 2005, Rosa et al. 2021). Two modules are in the northern and two in the southern areas of the TNF (Figure 1). Each module has a rectangular shape, 1 km in width and 5 km in length, where there are ten regularly spaced plots separated by a minimum distance of 1 km (Magnusson et al. 2013). Next to each plot we installed a single unbaited camera trap, totaling ten camera-trap stations per module (Figure 1). Two camera traps used in the northern area did not work and were excluded from the analysis, giving a total of 20 camera-trap stations in the southern and 18 in the northern areas.

We sampled from June 2019 to January 2020, using the following camera-trap models: Bushnell 12Mp Natureview Cam Essential HD Low Glow® (*N* = 12), Primus Proof Cam 3 Review® (*N* = 5), and Moultrie A5 Low Glow Game Camera® (*N* = 3). Camera-trap stations were sampled sequentially because we did not have sufficient cameras to sample all stations simultaneously. We positioned the cameras 30 to 40 cm from the ground, programmed to work 24 h per day. Each camera operated at least for 34 days in each station (effort ranged from 34 to 69 days), which is considered a sufficient effort to estimate the detection and species richness in one sampling point (Kays et al. 2020). Our total effort was1,868 camera-trap.days (north = 942 camera-trap.days, south=926 camera-trap.days). We identified the species photographed with a specialized field guide (Reis et al. 2010), according to our previous knowledge and consulting specialist researchers for some groups. The species taxonomy was based on the Official list of Brazilian Mammals from the Brazilian Society of Mammalogy (Abreu-Jr et al. 2020). The research was authorized by Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (SISBIO nº 67787-3).

Data analysis

We used a 30-minute interval as a criterion for defining independent captures of the same species at the same camera-trap station (Michalski et al. 2015, Alvarenga et al. 2018, Palmeirim et al. 2018). When more than one animal appeared in a single event, we counted them and considered the sum of individuals as the number of records. We produced rarefaction curves and calculated expected species richness using the Chao estimator with package iNEXT (Hsieh et al. 2016), we used camera-trap day as sampling unit (north=942 and south=926). We calculated the sampling sufficiency based on the percentage of observed species in relation to the total number of species estimated.

To compare the species composition between research modules and regions, we standardized as 34 days the minimum monitoring period for all camera-trap stations, and so eliminated the effort bias for the analysis. We carried out a non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS), in which we produced two axes using the Vegan package (Oksanen et al. 2019). We did one analysis with presence and absence data (with Jaccard distance) and another with the number of records (data were standardized with “total” method from “deconstand” function, and used Bray-Curtis distance). We used the analysis of similarity (ANOSIM) to compare the composition between modules and regions with the distances produced by association matrices (Oksanen et al. 2019).

We used a Kruskal-Wallis test between modules to compare the number of recorded individuals for species with at least ten records (with data standardized as 34 days), and a Wilcoxon test for comparisons between regions. We performed all analyses in the R software version 4.0.5 (R Core 2021).

We estimated the defaunation of each region as a measure of species loss and reduction of animal biomass, using a Defaunation index proposed by Giacomini and Galetti (2013):

$$D_{(r,f)} = \frac{\sum_{k-1}^{S} \omega_k \, (N_{k,r} - N_{k,f})}{\sum_{k-1}^{S} \omega_k \, (N_{k,r} + N_{k,f})}$$

where:

f = the focal mammal assemblage

r = a reference mammal assemblage used to estimate defaunation in other sites

S = the total number of species composing the mammal assemblage of all sites

k = identification of species

$N_{k,f}$ = biomass, records or presence of species k in focal assemblage *f*

$N_{k,r}$ = biomass, records or presence of species k in reference assemblage *r*

ω_k = importance of species *k* to defaunation

$D_{(r,f)}$ = defaunation of focal assemblage *f* compared to reference assemblage *r*

According to Giacomini and Galetti (2013) the concept of defaunation demands the comparison between two assemblages, one focal (where defaunation is being evaluated) and one reference assemblage (representing a pristine or less defaunated site). The criteria to define reference assemblage depends on the question but also on data available. Thus, the defaunation index represents dissimilarity between these two assemblages, ranging from 0 (no defaunation in focal assemblage in comparison to reference assemblage) to 1 (focal assemblage completely defaunated in comparison to reference assemblage).

We calculate the defaunation of our study areas in two ways: for species presence (hereafter Species Defaunation Index - SDI) and for mammal biomass (hereafter Biomass Defaunation Index - BDI). For estimating SDI we used as reference assemblage (r) the Amazonia National Park, which is considered one of best preserved sites in the Amazon and is close (~150 km) to our study site (Table S1; De Oliveira et al. 2016). We used body size of species (kg by ¾ power, as indicate by Giacomini and Galetti 2013) as importance value (ω), because the ecology and life history of mammals can be inferred from size body (Giacomini and Galetti 2013). For estimating BDI, we used data from camera-trap surveys conducted in the continuous forest of Reserve of Balbina Hydroelectric Reservoir (Balbina Reserve – continuous forest) as reference assemblage (r) (Table S1; Palmeirim et al. 2018), because capture rate data of species records in the Amazonia National Park were not available.

Balbina Reserve is located in a central area of Amazon Forest Basin, next to the Uatumã Biological Reserve (more than 900 thousand hectares), in a region with low forest loss. Balbina Reserve presents higher number of records of large species than TNF, such as white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) and tapir (*Tapirus terrestris*), which account for the most of the biomass for non-primate mammals in neotropical forests (Pontes 2004, Galetti et al. 2017). For N we used the biomass as suggested by Giacomini and Galetti (2013), since it tends to be more robust to natural fluctuations, which is observed in compensatory effects in animal population, with population increase of small species in response to decrease of large ones.

We calculated biomass of species for each site (reference and focal assemblages) using the capture rate (Srbek-Araujo and Chiarello 2005), multiplied by mean body mass, and for gregarious species we also multiplied by mean group size (Galetti et al. 2009). Because biomass was already accounted for in this analysis, we maintained importance value (ω) for all species equal to 1. In our analysis, we consider only terrestrial species recorded in camera trap studies, and excluded arboreal species (Primates and sloths) or species strictly associated with aquatic habitats (*Lontra longicaudis*, *Hydrochoerus hydrochaeris*).

Finally, we compared the results of our study areas to the defaunation of other Amazonian sites (only Terra firme forest), where we calculated SDI and BDI, using data of presence and capture rate respectively, provided from references (Table S1).

Results

We recorded 13 mammal families and 22 species in TNF (Table S1, supplementary material), with 16 species in the northern area and 20 in the southern area. The estimator Chao analysis showed our survey effort was sufficiency to record 78 % of species richness for the north and 88.9 % for the south. The estimated richness did not indicate difference between the two areas of the TNF (North: 20.49 ± 7.18; South: 22.49 ± 2.95; Figure 2).

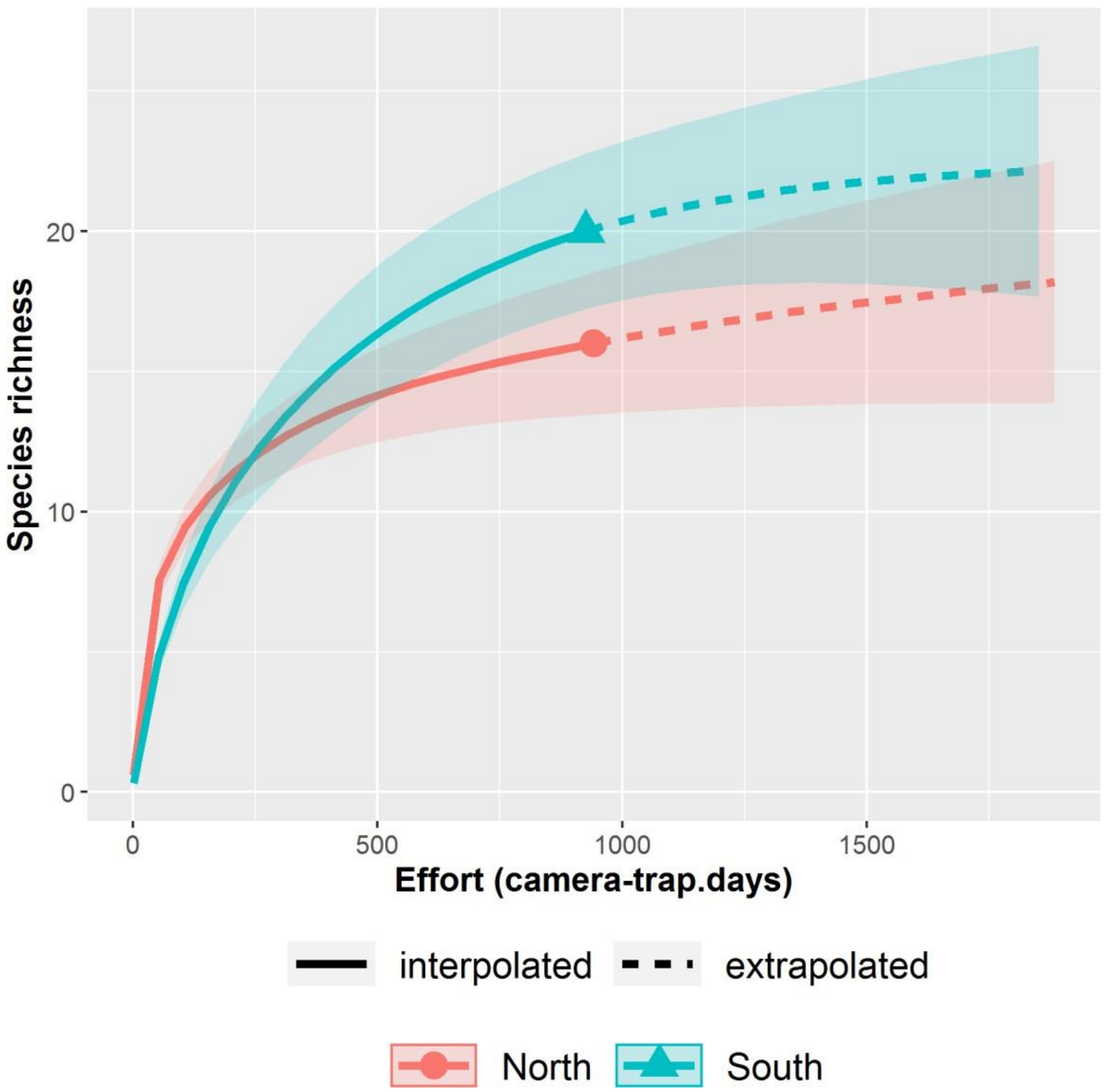


Figure 2. Rarefaction curves of medium and large-sized mammal species in the north and south regions of the Tapajós National Forest (shaded areas represent 95% confidence interval).

The mammal species composition in the northern and southern areas was different considering both the presence-absence data (ANOSIM: R = 0.11; p = 0.01, stress=0.19) and the number of records (ANOSIM: R = 0.09, p = 0.01, stress=0.14) (Figure 3). There were also differences among modules (Figure S1, supplementary material).

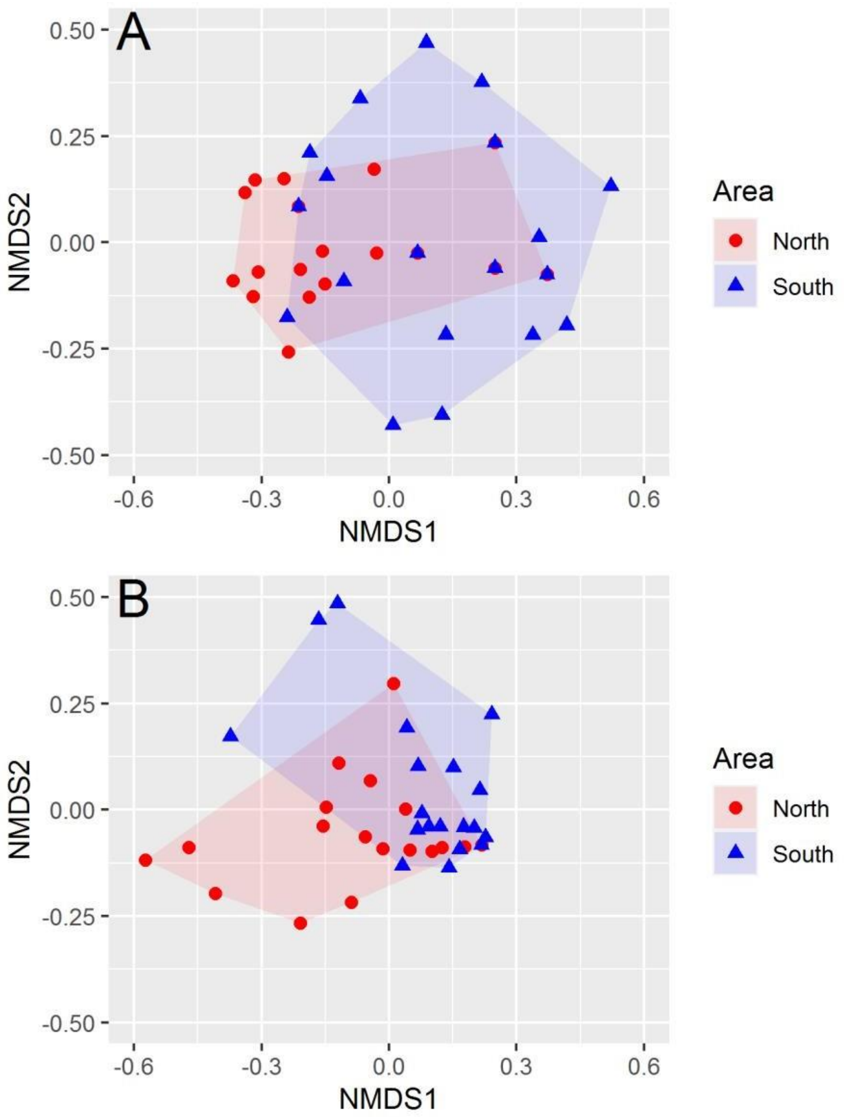


Figure 3. Composition of medium and large-sized terrestrial mammal species in the northern and southern areas of the Tapajós National Forest, obtained through camera-trap records using the same sampling effort (N = 34 days). In A) presence and absence data ((stress = 0.19); in B) record data (stress = 0.14).

Some species had higher number of records in the northern than in the southern areas of the TNF. This occurred for *Dasyprocta croconota* (W = 249.5, P = 0.04), *Cuniculus paca* (W = 291, P = 0.0007), *Didelphis marsupialis* (W = 270, P = 0.003), and *Dicotyles tajacu* (W = 231, P = 0.03) (Figure 4). There were also differences among modules (Figure S2, supplementary material).

Species Defaunation (SDI) was lower in the south (SDI=0.08) than in the north (SDI=0.41). In other Amazon sites, the SDI ranged from 0.02 to 0.09 (Table 1).

Table 1. Defaunation in the Tapajós National Forest (northern and southern area) and in other Amazon sites in comparison to reference assemblages (RA): Amazonia National Park for Species Defaunation Index (SDI) and Balbina Reserve – continuous for Biomass Defaunation Index (BDI).

Site ID	**Site Name**	**Rainfall (mm)**	**SDI**	**BDI**
1a	Tapajós National Forest (North)	1906	0.41	0.74
1b	Tapajós National Forest (South)	1906	0.08	0.90
2	Amapá National Forest	2600	0.08	0.44
3	Amanã Sustainable Development Reserve	2373	0.04	0.45
4	Geólogo Pedro de Moura Base Reserve	2349	0.09	0.48
5	Gurupi Biological Reserve	1800	0.02	-0.0008
6a	Balbina Reserve - islands	2376	0.03	0.44
6b	Balbina Reserve - continuous forest	2376	0.03	RA
7	Amazonia National Park	2028	RA	DN

Data source (see table S1) used to calculate defaunation are from: 1a,b – This study; 2-Michalski et al. (2015); 3- Alvarenga et al. (2018); 4- Santos and Mendes-Oliveira (2012); 5- Carvalho Jr et al. (2020); 6- Palmeirim et al.(2018); 7- De Oliveira et al. (2016), DN= data not available.

Biomass Defaunation (BDI) presented the inverse pattern, indicating higher defaunation in the south (BDI=0.90) than in the north (BDI=0.74) (Table 1). Biomass found in the southern area of TNF (380.8 kg/ 100 cam.day) corresponds to only 5.2% of biomass found in the reference assemblage (Balbina Reserve – continuous, biomass = 7,233.3 kg/ 100 cam.day), whereas in the northern area (1,062.7 kg/100 cam.day) it corresponds to 14.7% (Figure 4).

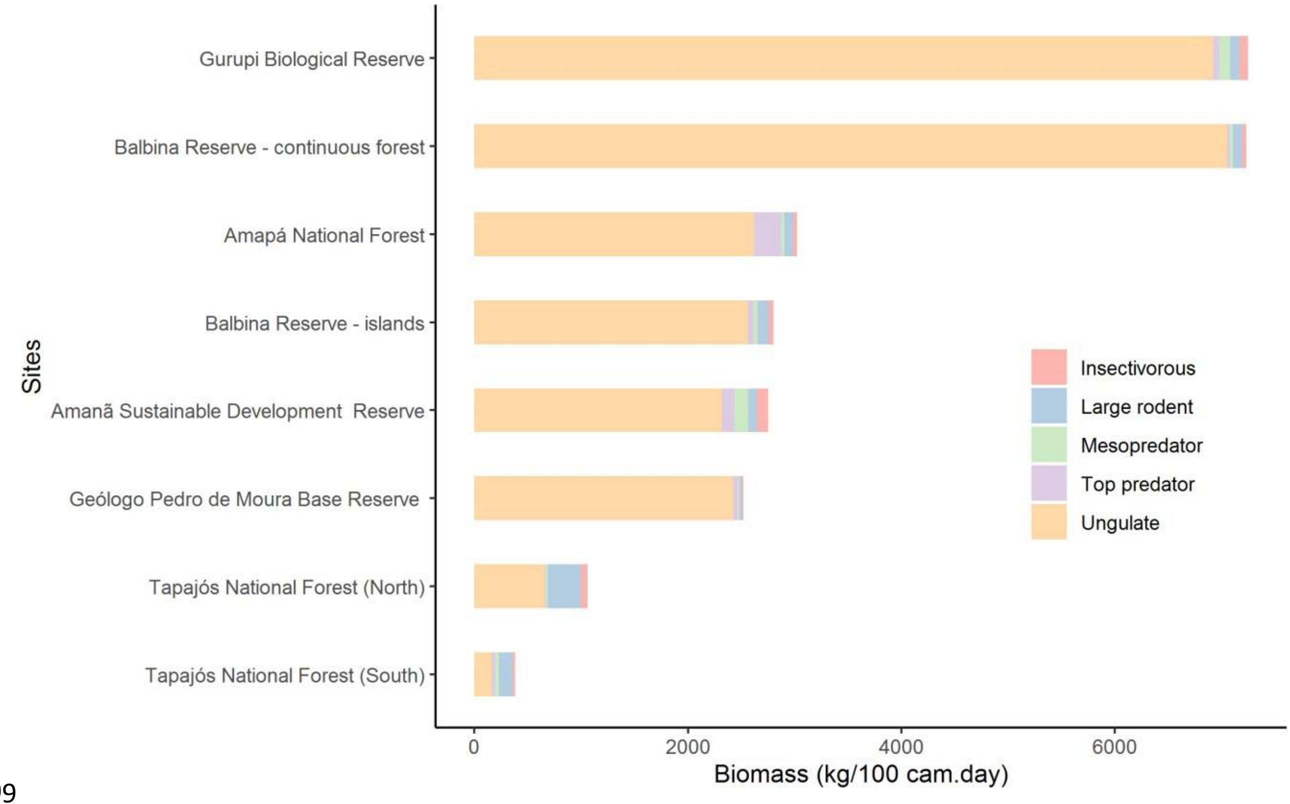


Figure 4. Biomass (kg/100 cam.day) in eight Amazon sites. The species included in each functional group (Insectivorous, Large rodent, Mesopredator, Top predator and Ungulate) are presented in Table S1.

For other Amazonian sites this index ranged from -0.0008 (non-defaunated, negative signal indicates biomass was superior than reference assemblage) to 0.45, with biomass corresponding to 100.1% and 41.7% in non-defaunated (Gurupi Biological Reserve) and partially defaunated (Amapá National Forest), respectively, in comparison to the reference assemblage (Balbina Reserve - continuous) (Figure 4).

Discussion

Our study shows that TNF maintains a high species richness of mammals > 1kg, similar to other PAs that we used for comparison (Table S1). The presence of endangered species, such as *Priodontes maximus*, *Atelocinus microtis*, *Tapirus terrestris*, among others, which were not recorded in a fragmented landscape nearby

(Sampaio et al. 2010), reinforces the role of protected areas for mammal conservation in the Amazon and of the TNF in particular. However, our analyses indicate that the species composition is not homogenous inside the TNF. In the southern area was recorded the largest species, while the northern area had more records for some mid-sized species. These ambiguous results were highlighted in the analysis of defaunation: the south area had lower defaunation considering mammal presence-absence, whilst the north area had lower defaunation considering biomass. Thus, our hypothesis that the area with older human occupation story should be more defaunated was only partially supported.

At the TNF scale, the lower SDI in the southern area is related to presence of large-body species, which can be attributed to the low land-use intensity and occupation in southern area (ICMBio 2019). On the other hand, the northern area is close to urban centers, such as the city of Santarém (~ 300,000 inhabitants), and under the pressure of selective logging (module km67) and poaching, carried out by people outside traditional communities. In the Amazon, hunters do not usually go far from home for hunting (Peres and Lake 2003). Torres and contributors (2018) showed that, in Santarém and Belterra, the probability of eating bush meat in a family residing in a rural or peri-urban area is still very high (> 70%). Thus, paved-highway access to protected areas within a 30-km radius, north of the TNF, could potentially facilitate the entry of poachers and the elimination of large-body species, such as *T. terrestris*. The absence of *T. terrestris* in the northern area of the TNF has been documented in a previous study (Sampaio et al. 2010), which may indicate their local extinction through poaching.

Logging activities which predominate in the north of the TNF, may have contributed to changed species composition. Ferrari et al. (2003) and Ravetta and Ferrari (2009), who carried out studies at the TNF, suggested that logging can remove tree species that are key to the feeding of frugivorous monkeys, in particular large-sized species. Locally, the cooperative managing selective logging activities at the TNF annually removes at least 30 tree species consumed by the fauna, including *Manilkara* trees, locally known as “Maçaranduba” (*Manilkara* spp.), “Jatobá” (*Hymenaea* spp.), and “Itaúba” (*Mezilaurus* spp.) (Coomflona 2015). Despite the use of reduced-impact logging, with several criteria and procedures to minimize the impact on the forest, a reduction in the food availability for frugivores is still expected (Spaan et al. 2020).

Higher rates of records of some mammal species, such as *Cuniculus paca*, *Dasyprocta croconota*, *Didelphis* spp., *Dicotyles tajacu*, and *Mazama nemorivaga* (although not significantly in this case) increased the mammal biomass, and lower BDI, in the north than in the south of the TNF. Some of these animals are habitat-generalists and can benefit from the absence of large competitors, such as the *T. terrestris* and *T. pecari* (Galetti et al. 2015). Other factors, such as fires and logging (in module Km67), both present in the north, favor the spread of secondary forests. Intermediately disturbed environments can favor some species by increasing resources, promoted by the opening of clearings (Parry et al. 2007). The common opossum and agouti, and some other opportunistic species can benefit from forest fragmentation and degraded environments (Michalski and Peres 2007, Jorge 2008). Thus, the high biomass of large rodents (*D. croconota* and *C. paca*) in the north may be an effect of forest degradation, although it may also be associated with higher densities of babassu palms in this area, a frequently-used resource for large rodents. Although these species are seed dispersers, they are also seed predators, and may have negative impacts on seedling recruitment (Fadini et al. 2009, Brocardo et al. 2018).

At the Amazon scale, our study suggests that most PAs, including TNF, have almost-complete assemblages of large and medium ground-dwelling mammals

(SDI<0.10). This low Species Defaunation may be related to the amount of habitat and connectivity in the Amazonian PAs (Figure supplemental FS3). On the other hand, our study also suggests that low defaunation seems to be apparent in several sites, including the TNF, as Biomass Defaunation was high in most of sites (BDI>0.40) in comparison to reference assemblage. Although we cannot attribute defaunation solely to anthropogenic causes, we have sufficient evidence to believe it plays a key role.

The loss of the largest mammal species in ecosystems is not random and follows classic defaunation patterns, in which the largest species are the first and most affected (Dirzo et al. 2014). The absence of *T. pecari* and low abundance of *T. terrestris* is the main factor responsible to high biomass defaunation in our study areas, as well as in other Amazonian sites in comparison to the reference assemblage (Balbina Reserve - continuous). *Tayassu pecari* tolerate low hunting pressure (Peres 2001, Antunes et al. 2016, Galetti et al. 2017). There is evidence that *T. pecari* population began to decline in the TNF region after the construction of the highway BR 163 (Robert 2004), which resulted in the settlement of many families close to TNF and, consequently, increase of poaching with guns and dogs. The advance of agriculture on the edges of the TNF may also have resulted in decline of *T. pecari*, which is often killed in other regions of Brazil as a way of retaliating against the destruction and consumption of crops (Lima et al. 2019). Killing of entire herds of the species are frequent in informal conversations with local residents. The white-lipped peccary certainly occurs in the TNF but with a much lower density today than 40 years ago and in remote locations with difficult access by TNF residents and researchers.

Large species, such as *T. pecari* and *T. terrestris*, have unique roles in structuring neotropical forests and decline in their populations is a matter of concern, which may indicate ecological extinctions, i.e., the species may be present, yet the abundance is so lower they do not contribute effectively to ecological processes (Valiente-Banuet et al. 2015). Species of *Tapir* are the largest herbivores and seed dispersers in the Neotropics, disperse large seeds over long distances, and probably contribute to recruitment and gene flow of dispersed plant species (Bueno et al. 2013, Giombini et al. 2017). *Tayassu pecari* is considered an ecosystem engineer, impacting plant recruitment through seed predation and dispersal, herbivory and trampling of seedlings (Silman et al. 2003, Beck 2005, Keuroghlian and Eaton 2009). Thus, the local extinction or population reduction of these two species may compromise forest diversity and functioning in the long term (Villar et al. 2020*a*).

Conclusions

This study shows that mammal defaunation is widespread in the Amazon, and may occur both within and between legally protected areas. Some studies have already shown that several areas of the Amazon have been defaunated for decades (Redford 1992, Peres 2001, Peres and Palacios 2007, Antunes et al. 2016). We show that, although species lists were little affected, decline in animal populations (i.e., Biomass Defaunation) seems to be the norm in Amazonian Protected Areas. In particular, the TNF's situation is worrying. Besides poaching, TNF is located in a region with accelerated deforestation rates pushed by the expansion of monoculture crops (Sauer 2018) and forest fires (França et al. 2020). At the same time, urban settlements are growing and getting closer to it, resulting in land expropriations and deforestation (*ca.* 75,000 hectares lost in the last 47 years (ICMBio 2019). Recently, TNF`s Management Plan was altered, excluding an ecological corridor that once connected the northern and southern areas, increasing the areas of future logging operations to 1/4 of the total area, making pristine areas more vulnerable to hunters and illegal loggers, and removing nearly all flat areas from more restrictive protection (ICMBio 2019). Therefore, some measures are urgently necessary to maintain ecologically viable (functional) populations of mammals in the TNF.

It is urgent to stop the transformation of the habitat matrix around PAs into hostile environments for mammals, such as highways, crops, urban centers and pastures. In addition, for the PAs that remain relatively pristine, we must anticipate these threats and create a benign environment on their borders that allow mammal transit and recolonization. At the same time, it is necessary to work with local stakeholders to inform them about the importance of protecting mammalian fauna from long-term internal and external impacts. Mammals are not only important as food resources for traditional communities and indigenous peoples, but also as seed dispersers of several commercial trees. Therefore, traditional communities should be able to quantify and manage the bush meat protein necessary for their maintenance, while private companies and logging cooperatives that administer forestry concessions located on public lands should be obliged to invest in actions to prevent illegal logging, poaching and fire.

Acknowledgements

We are very grateful to our field assistants and the residents of the Tapajós National Forest for their hospitality. We thank the Instituto Brasileiro de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) [SISBIO nº 67787-3], and the Cooperativa Mista da Floresta Nacional do Tapajós (Coomflona) for logistical support. This work was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), PROCAD-AM, [Process 88881.314420/2019-01]; and PELD (LTER) POPA by the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) [Proc. 441443/2016-8]. CRB received a post-doctoral fellowship from Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) Finance Code 001. DCPR received a fellowship from CAPES. CR fellowship from received a post-doctoral fellowship from CNPq. The English translate was supported by Edital 001/2020/PROPPIT/UFOPA – Programa de apoio à publicação científica em periódicos – PAPCIP/UFOPA. We thank W. R. Spironello and T. de Oliveira for help us in identification of small Leopardus species. We are very grateful to William Magnusson for kindly reading our text and for his comments. We thank two anonymous reviewers and editor to their comments that improve the manuscript.

References

Abreu-Jr, E.F.; Casali, D.M.; Garbino, G.S.T.; Loretto, D.; Loss, A.C.; Marmontel, M.; et al. 2020. *Lista de Mamíferos do Brasil. Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz)*. Sociedade Brasileira de Mastozoologia. .

Alvarenga, G.C.; Ramalho, E.E.; Baccaro, F.B.; da Rocha, D.G.; Ferreira-Ferreira, J.; Bobrowiec, P.E.D. 2018. Spatial patterns of medium and large size mammal assemblages in várzea and terra firme forests, Central Amazonia, Brazil. *PLOS ONE* 13: e0198120.

Antunes, A.P.; Fewster, R.M.; Venticinque, E.M.; Peres, C.A.; Levi, T.; Rohe, F.; et al. 2016. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances* 2: e1600936.

BRASIL. 2011. Sistema nacional de unidades de conservação da natureza. *Brasil, Ministério do Meio Ambiente.Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Departamento de áreas Rotegidas. Plano Nacional de Áreas Protegidas*.

Beck, H. 2005. Seed predation and dispersal by peccaries throughout the neotropics and its consequences: a review and synthesis. In: *Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment*, CABI, Wallingford, p.77–115.

Bello, C.; Galetti, M.; Pizo, M.A.; Magnago, L.F.S.; Rocha, M.F.; Lima, R.A.F.; et al. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science advances* 1: e1501105.

Benítez-López, A.; Alkemade, R.; Schipper, A. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science* 356: 180–183.

Benítez-López, A.; Santini, L.; Schipper, A.M.; Busana, M.; Huijbregts, M.A.J. 2019.

Intact but empty forests? Patterns of hunting-induced mammal defaunation in the tropics. *PLoS biology* 17: e3000247.

Brocardo, C.R.; Pedrosa, F.; Galetti, M. 2018. Forest fragmentation and selective logging affect the seed survival and recruitment of a relictual conifer. *Forest Ecology and Management* 408.

Brocardo, C.R.; Zipparro, V.B.; de Lima, R.A.F.; Guevara, R.; Galetti, M. 2013. No changes in seedling recruitment when terrestrial mammals are excluded in a partially defaunated Atlantic rainforest. *Biological Conservation* 163.

Bruner, A.G. 2001. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science* 291: 125–128.

Bueno, R.S.; Guevara, R.; Ribeiro, M.C.; Culot, L.; Bufalo, F.S.; Galetti, M. 2013. Functional redundancy and complementarities of seed dispersal by the last neotropical megafrugivores. *PloS one* 8.

Carvalho Jr, E.A.R.; Mendonça, E.N.; Martins, A.; Haugaasen, T. 2020. Effects of illegal logging on Amazonian medium and large-sized terrestrial vertebrates. *Forest Ecology and Management* 466: 118105.

Chape, S.; Harrison, J.; Spalding, M.; Lysenko, I. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360: 443–455.

Cooke, R.S.C.; Eigenbrod, F.; Bates, A.E. 2019. Projected losses of global mammal and bird ecological strategies. *Nature Communications* 10: 2279.

Coomflona. 2015. *Cooperativa Mista da FLONA do Tapajós - COOFLONA. Plano*

Operacional Anual – POA Upa-1. Belterra, .

Dirzo, R.; Young, H.S.; Galetti, M.; Ceballos, G.; Isaac, N.J.B.; Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401–406.

Espírito-Santo, F.D.B.; Shimabukuro, Y.E.; Aragão, L.E.O. e C. de; Machado, E.L.M. 2005. Análise da composição florística e fitossociológica da floresta nacional do Tapajós com o apoio geográfico de imagens de satélites. *Acta Amazonica* 35: 155–173.

Fadini, R.F.; Fleury, M.; Donatti, C.I.; Galetti, M. 2009. Effects of frugivore impoverishment and seed predators on the recruitment of a keystone palm. *Acta Oecologica* 35: 188–196.

Ferrari, S.F.; Iwanaga, S.; Ravetta, a. L.; Freitas, F.C.; Sousa, B. a. R.; Souza, L.L.; et al. 2003. Dynamics of primate communities along the Santarem-Cuiaba highway in south-central Brazilian Amazonia. *Primates in fragments: Ecology and conservation*: 123–144.

França, F.M.; Ferreira, J.; Vaz-de-Mello, F.Z.; Maia, L.F.; Berenguer, E.; Ferraz Palmeira, A.; et al. 2020. El Niño impacts on human-modified tropical forests: Consequences for dung beetle diversity and associated ecological processes. *Biotropica* 52: 252–262.

Galetti, M.; Bovendorp, R.S.; Guevara, R. 2015. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. *Global Ecology and Conservation* 3: 824–830.

Galetti, M.; Giacomini, H.C.; Bueno, R.S.; Bernardo, C.S.S.; Marques, R.M.; Bovendorp, R.S.; et al. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142: 1229–1241.

Galetti, M.; Brocardo, C.R.; Begotti, R.A.; Hortenci, L.; Rocha-Mendes, F.; Bernardo, C.S.S.; et al. 2017. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation* 20: 270–281.

Geldmann, J.; Manica, A.; Burgess, N.D.; Coad, L.; Balmford, A. 2019. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116: 23209–23215.

Giacomini, H.C.; Galetti, M. 2013. An index for defaunation. *Biological Conservation* 163: 33–41.

Giombini, M.I.; Bravo, S.P.; Sica, Y.V.; Tosto, D.S. 2017. Early genetic consequences of defaunation in a large-seeded vertebrate-dispersed palm (Syagrus romanzoffiana). *Heredity* 118: 568–577.

Hsieh, T.C.; Ma, K.H.; Chao, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (H ill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1451–1456.

ICMBio. 2004. *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Manejo Floresta Nacional do Tapajós.* 1–350p.

ICMBio. 2019. *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Manejo Floresta Nacional do Tapajós*. .

INMET. 2021. *Metadata available at websites of the Instituto Nacional de Meteorologia (INMET)*. (https://portal.inmet.gov.br/). .

IUCN. 2020. *União Internacional de Conservação da Natureza - IUCN: Categorias de Ameaça de Áreas Protegidas*. IUCN. .

Jorge, M.L.S.P. 2008. Effects of forest fragmentation on two sister genera of Amazonian rodents (Myoprocta acouchy and Dasyprocta leporina). *Biological Conservation* 141: 617–623.

Kays, R.; Arbogast, B.S.; Baker-Whatton, M.; Beirne, C.; Boone, H.M.; Bowler, M.; et al. 2020. An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods in Ecology and Evolution* 11: 700–713.

Keuroghlian, A.; Eaton, D.P. 2009. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (Tayassu pecari) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. *Biodiversity and Conservation* 18: 1733.

Kottek, M.; Grieser, J.; Beck, C.; Rudolf, B.; Rubel, F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15: 259–263.

Lima, M.; Peres, C.A.; Abrahams, M.I.; da Silva Junior, C.A.; de Medeiros Costa, G.; dos Santos, R.C. 2019. The paradoxical situation of the white-lipped peccary (Tayassu pecari) in the state of Mato Grosso, Brazil. *Perspectives in ecology and conservation* 17: 36–39.

Magnusson, W.E.; Lima, A.P.; Luizão, R.; Luizão, F.; Costa, F.R.C.; Castilho, C.V. de; et al. 2005. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys inMagnusson, W.E., Lima, A.P., Luizão, R., Luizão, F., Costa, F.R.C., Castilho, C.V. de, Kinupp, V.F., 2005. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-. *Biota neotropica* 5: 19–24.

Magnusson, W.E.; Braga-Neto, R.; Pezzini, F.; Baccaro, F.; Bergallo, H.; Penha, J.; et al. 2013. Biodiversidade e monitoramento ambiental integrado: o sistema RAPELD na Amazônia. *Santo André: Publisher Attema*.

Michalski, F. and; Peres, C.A. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology* 21: 1626–1640.

Michalski, L.J.; Norris, D.; de Oliveira, T.G.; Michalski, F. 2015. Ecological Relationships of Meso-Scale Distribution in 25 Neotropical Vertebrate Species. *PLOS ONE* 10: e0126114.

Oksanen, J.; Guillaume, B.F.; Michael, F.; Roeland, K.; Legendre, P.; Dan, M.; et al. 2019. Vegan: Community Ecology Package. .

De Oliveira, B.D.; Norris, D.; Michalski, F. 2018. Assessment of Attractants for Neotropical Mammals. *Tropical Conservation Science* 11: 194008291880066.

De Oliveira, T.G.; Mazim, F.D.; Vieira, O.Q.; Barnett, A.P.A.; Silva, G. do N.; Soares, J.B.G.; et al. 2016. Nonvolant Mammal Megadiversity and Conservation Issues in a Threatened Central Amazonian Hotspot in Brazil. *Tropical Conservation Science* 9: 194008291667234.

Palmeirim, A.F.; Benchimol, M.; Morante-Filho, J.C.; Vieira, M.V.; Peres, C.A. 2018. Ecological correlates of mammal β-diversity in Amazonian land-bridge islands: from small- to large-bodied species. *Diversity and Distributions* 24: 1109–1120.

Parry, L.; Barlow, J.; Peres, C.A. 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23: 653–662.

Peres, C.A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490–1505.

Peres, C.A.; Lake, I.R. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conservation Biology* 17: 521–535.

Peres, C.A.; Palacios, E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39: 304–315.

Pontes, A.R.M. 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonailly dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. *Mammalian Biology* 69: 319–336.

R Core. 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. .

Ravetta, A.L.; Ferrari, S.F. 2009. Geographic distribution and population characteristics of the endangered white-fronted spider monkey (Ateles marginatus) on the lower Tapajós River in central Brazilian Amazonia. *Primates* 50: 261–268.

Redford, K.H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412–422.

Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Fregonezi, M.N.; Rossaneis, B.K. 2010. *Mamíferos do Brasil: Guia de Identificação*. 1st ed. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, 560p.

Robert, A.N.A.P. 2004. *Diagnóstico e plano para o manejo da fauna da Floresta Nacional do Tapajós*. Santarém, Brasil, 1–104p.

Rosa, C.; Baccaro, F.; Cronemberger, C.; Hipólito, J.; Barros, C.F.; Rodrigues, D.D.E.J.; et al. 2021. The Program for Biodiversity Research in Brazil: The role of regional networks for biodiversity knowledge, dissemination, and conservation. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 93.

Sampaio, R.; Lima, A.P.; Magnusson, W.E.; Peres, C.A. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity and Conservation* 19: 2421–2439.

Santos, F. da S.; Mendes-Oliveira, A.C. 2012. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. *Biota Neotropica* 12: 282–291.

Sauer, S. 2018. Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. *Land Use Policy* 79: 326–338.

Schipper, J.; Chanson, J.S.; Chiozza, F.; Cox, N.A.; Hoffmann, M.; Katariya, V.; et al. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science (New York, N.Y.)* 322: 225–230.

Silman, M.R.; Terborgh, J.W.; Kiltie, R.A. 2003. Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology* 84: 431–438.

Sobral, M.; Silvius, K.M.; Overman, H.; Oliveira, L.F.B.; Raab, T.K.; Fragoso, J.M. V. 2017. Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. *Nature ecology & evolution* 1: 1670.

Spaan, D.; Ramos-Fernández, G.; Bonilla-Moheno, M.; Schaffner, C.M.; Morales-Mávil, J.E.; Slater, K.; et al. 2020. Anthropogenic habitat disturbance and food availability affect the abundance of an endangered primate: a regional approach. *Mammalian Biology* 100: 325–333.

Srbek-Araujo, A.C.; Chiarello, A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil.

Journal of Tropical Ecology 21: 121–125.

Stoner, K.E.; Riba-Hernández, P.; Vulinec, K.; Lambert, J.E. 2007. The Role of Mammals in Creating and Modifying Seedshadows in Tropical Forests and Some Possible Consequences of Their Elimination. *Biotropica* 39: 316–327.

Torres, C.P.; Morsello, C.; Parry, L.; Barlow, J.; Ferreira, J.; Gardner, T.; et al. 2018. Landscape correlates of bushmeat consumption and hunting in a post-frontier Amazonian region. *Environmental Conservation* 45: 315–323.

Valiente-Banuet, A.; Aizen, M.A.; Alcántara, J.M.; Arroyo, J.; Cocucci, A.; Galetti, M.; et al. 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology* 29: 299–307.

Villar, N.; Siqueira, T.; Zipparro, V.; Farah, F.; Schmaedecke, G.; Hortenci, L.; et al. 2020a. The cryptic regulation of diversity by functionally complementary large tropical forest herbivores. *Journal of Ecology* 108: 279–290.

Villar, N.; Paz, C.; Zipparro, V.; Nazareth, S.; Bulascoschi, L.; Bakker, E.S.; et al. 2020b. Frugivory underpins the nitrogen cycle. *Functional Ecology*.

Supplementary material

Differences between modules:

There were differences in the composition of mammal species between sampling modules, regarding presence and absence data (ANOSIM: R = 0.09; p = 0.03, Figure S1A) and the record rate (ANOSIM R: 0.08; p = 0.017, Figure S1B).

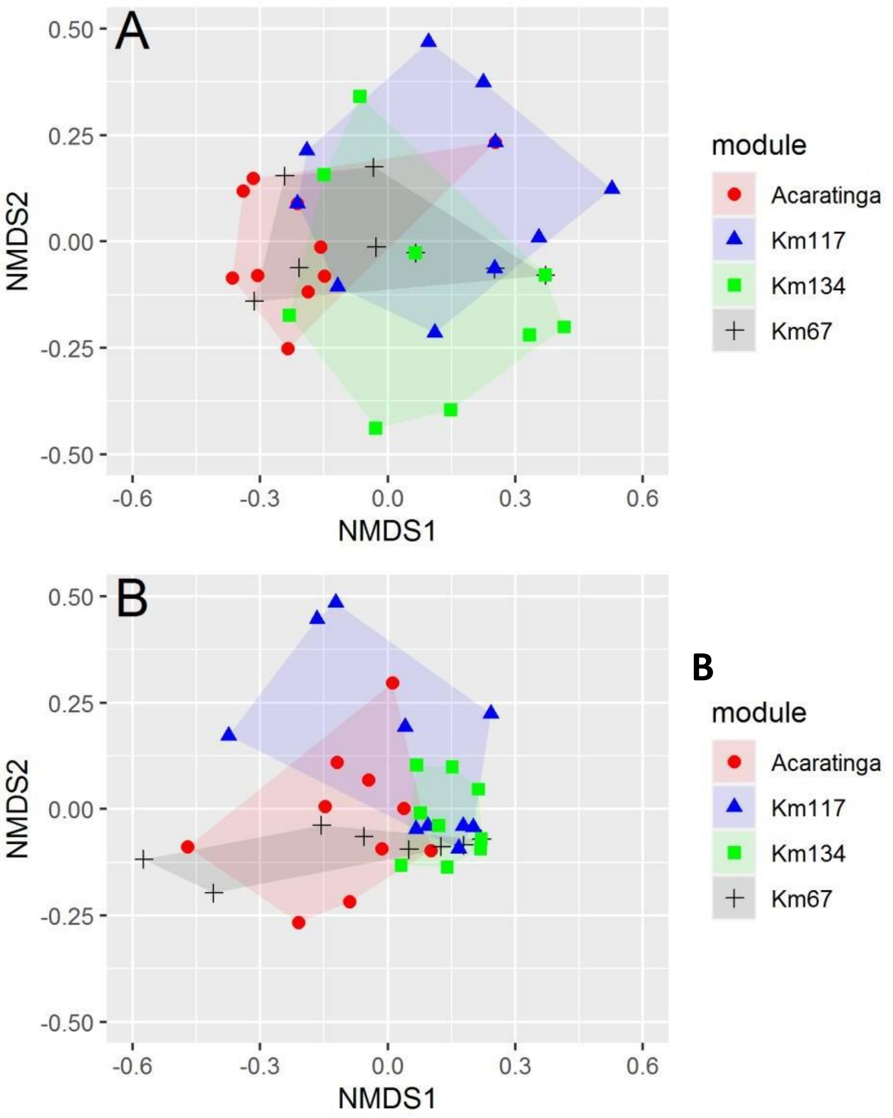


Figure S1. Composition of medium and large-sized terrestrial mammal species in the modules Acaratinga, Km67, Km117, and Km134 in the Tapajós National Forest, obtained through camera-trap records. A) presence and absence data (stress = 0.19); B) record rate data (stress = 0.14).

Differences in record rates between sampling modules for the eight most abundant species of medium and large-sized mammals, recorded by camera traps in the Tapajós National Forest. There were differences for the following species: *Cuniculus paca* (W = 11.71, df = 3, P = 0.008), *Dasypus beniensis* (W = 9.09, df = 3, P = 0.03), *Didelphis marsupialis* (W = 9.73, df = 3, P = 0.02), and *Dicotyles tajacu* (W = 8.69, df = 3, P = 0.03).

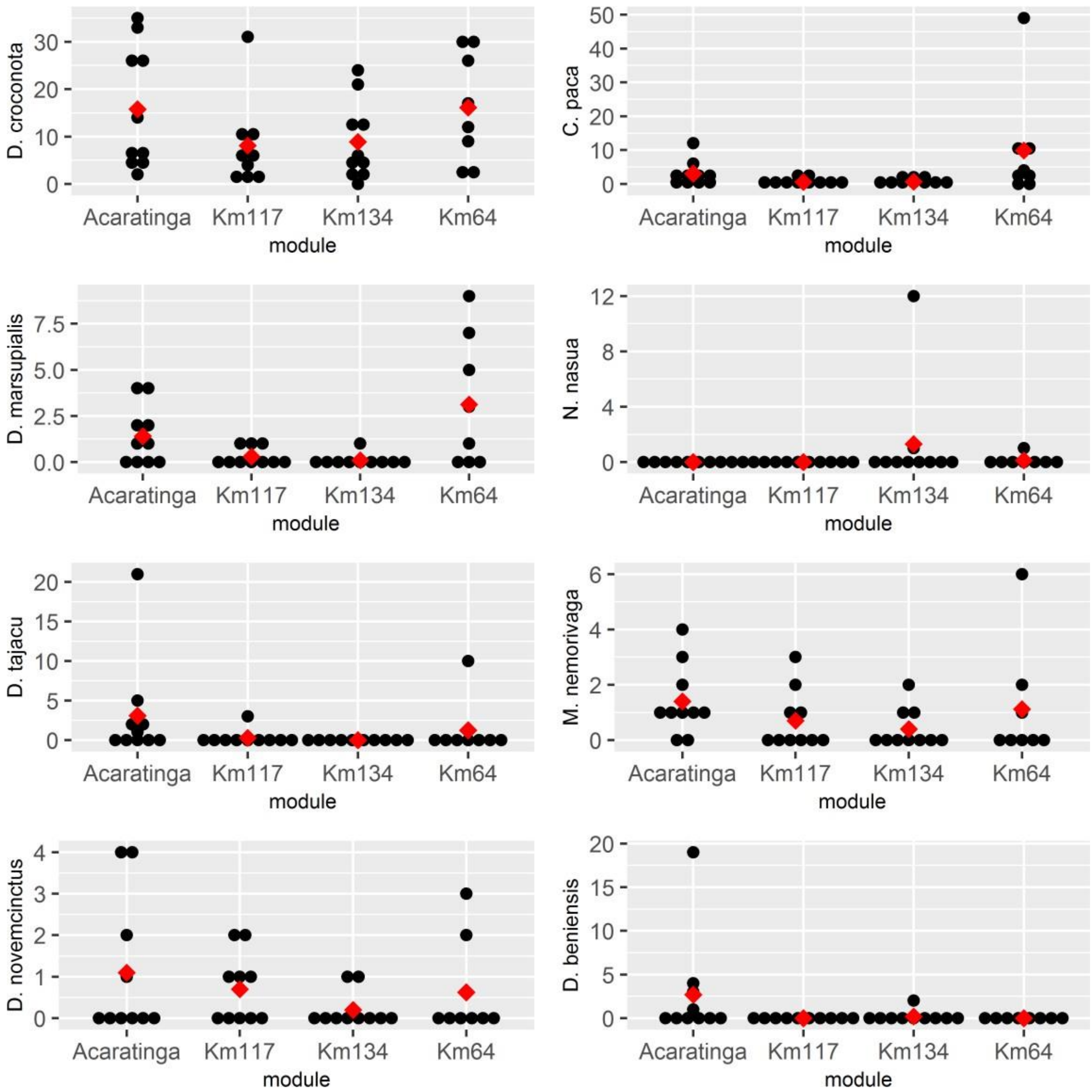


Figure S2. Number of records for eight species of medium and large-sized terrestrial mammals, with the same sampling effort (N = 34 days), in Acaratinga, Km67, Km117, and Km134 modules in the Tapajós National Forest. Red dots represent means.

Data used to calculated the defaunation index

Table S1. Capture rate (independent capture/ 100 cam.day) and record of mammals by camera trap sampling in Tapajós National Forest (1a- northern area; 1b- southern area) and in other Amazon sites (2- Amapá National Forest; 3- Amanã Sustainable Development Reserve; 4- Geólogo Pedro de Moura Base Reserve; 5- Gurupi Biological Reserve; 6a- Balbina Reserve – islands; 6b- Balbina Reserve - continuous forest; 7 – Amazonia National Park).

Functional group	Species	Body mass (kg)[a]	Group Size[b]	1a	1b	2	3	4	5	6a	6b	7
Insectivorous	*Cabassous unicinctus*	3.2	1	0.11	0.11	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	NR
Insectivorous	*Dasypus* "kappleri"[c]	9.5	1	4.16	0.43	0.90	0.00	0.00	0.00	0.31	0.22	R
Insectivorous	*Dasypus novemcinctus*	3.65	1	2.56	1.08	0.20	6.70	0.00	0.00	6.27	4.00	R
Insectivorous	*Dasypus* sp	6.575	1	0.21	0.43	0.00	0.00	0.10	4.79	0.00	0.00	R
Insectivorous	*Euphractus sexcinctus*	5.4	1	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NR
Insectivorous	*Myrmecophaga tridactyla*	30.5	1	0.43	0.11	0.80	1.69	0.50	1.30	0.47	0.56	R
Insectivorous	*Priodontes maximus*	26.8	1	0.00	0.32	0.00	1.11	0.00	0.16	0.08	0.22	R
Insectivorous	*Tamandua tetradactyla*	5.2	1	0.75	0.11	0.20	0.19	0.00	0.56	0.08	0.06	R
Large Rodent	*Cuniculus paca*	9.3	1	15.26	1.72	2.00	2.75	1.00	1.48	2.85	2.22	R
Large Rodent	*Dasyprocta spp*	3.8	1	42.69	29.53	15.70	12.43	2.90	19.75	6.93	7.44	R
Large Rodent	*Myoprocta spp*	1.1	1	0.00	0.00	8.60	6.65	0.00	0.00	47.30	34.50	NR
Mesopredator	*Atelocynus microtis*	7.75	1	0.00	0.11	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	R
Mesopredator	*Cerdocyon thous*	6.5	1	0.00	0.11	0.00	0.00	0.00	0.26	0.00	0.00	NR
Mesopredator	*Didelphis marsupialis*	1.35	1	5.87	1.08	0.30	62.46	0.40	0.24	0.77	2.56	R
Mesopredator	*Eira barbara*	7.0	1	0.00	0.22	0.80	0.96	0.10	0.63	0.30	0.39	R
Mesopredator	*Galictis vitatta*	2.55	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	NR
Mesopredator	*Herpailurus yagouaroundi*	4.5	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.06	R
Mesopredator	*Leopardus pardalis*	9.5	1	0.43	0.65	1.00	3.13	0.70	0.74	1.87	1.06	R
Mesopredator	*Leopardus sp*	4.125	1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29	0.00	0.00	R
Mesopredator	*Leopardus wiedii*	6.0	1	0.11	0.22	0.20	0.19	0.00	0.11	0.11	0.39	R

Mesopredator	*Nasua nasua*	5.1	7.4	2.37	3.99	1.48	0.71	0.00	15.65	3.96	2.06	R
Mesopredator	*Procyon cancrivorus*	5.4	1	0.00	0.00	0.20	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	R
Mesopredator	*Speothos venaticus*	6.0	4.5	0.00	0.00	0.10	0.14	0.00	0.05	0.00	0.00	R
Top predator	*Panthera onca*	109.5	1	0.00	0.32	1.60	0.77	0.30	0.32	0.14	0.11	R
Top predator	*Puma concolor*	46	1	0.21	0.00	1.70	0.67	0.40	0.56	0.74	0.33	R
Ungulate	*Dicotyles tajacu*	26	9	20.17	1.94	77.40	44.24	2.70	19.51	71.04	30.00	R
Ungulate	*Mazama americana*	36	1	0.64	0.54	4.10	2.55	1.40	0.90	1.82	4.00	R
Ungulate	*Mazama nemorivaga*	20	1	4.38	1.62	6.10	0.92	0.00	0.69	1.02	1.89	R
Ungulate	*Mazama sp*	28	1	0.75	0.11	0.00	0.00	0.00	7.09	0.00	0.00	R
Ungulate	*Tapirus terrestris*	260	1	0.00	0.22	1.30	1.78	5.30	4.55	1.86	1.61	R
Ungulate	*Tayassu pecari*	35	88.35	0.00	0.00	0.00	17.03	26.51	142.50	4.17	161.98	R
Total richness				16	20	20	20	15	22	21	21	23

Data are from: 1a,b – This study; 2-Michalski et al. (2015); 3- Alvarenga et al.(2018); 4- Santos and Mendes-Oliveira (2012); 5- Carvalho Jr et al. (2020); 6a,b- Palmeirim et al.(2018); 7- De Oliveira et al. (2016), R= recorded by camera trap sampling, NR= not recorded by camera trap sampling.

a – mean body mass was extracted from Paglia et al. (2012); b- mean group size: *Nasua nasua* (Beisiegel 2001), *Speothos venaticus* (Beisiegel and Ades 2002), *Dicotyles tajacu* (Keuroghlian et al. 2004), *Tayassu pecari* in Amazon forest (Reyna-Hurtado et al. 2016), c – include *D. kappleri*, *D. pastasae* and *D. beniensis* former considered as a single species.

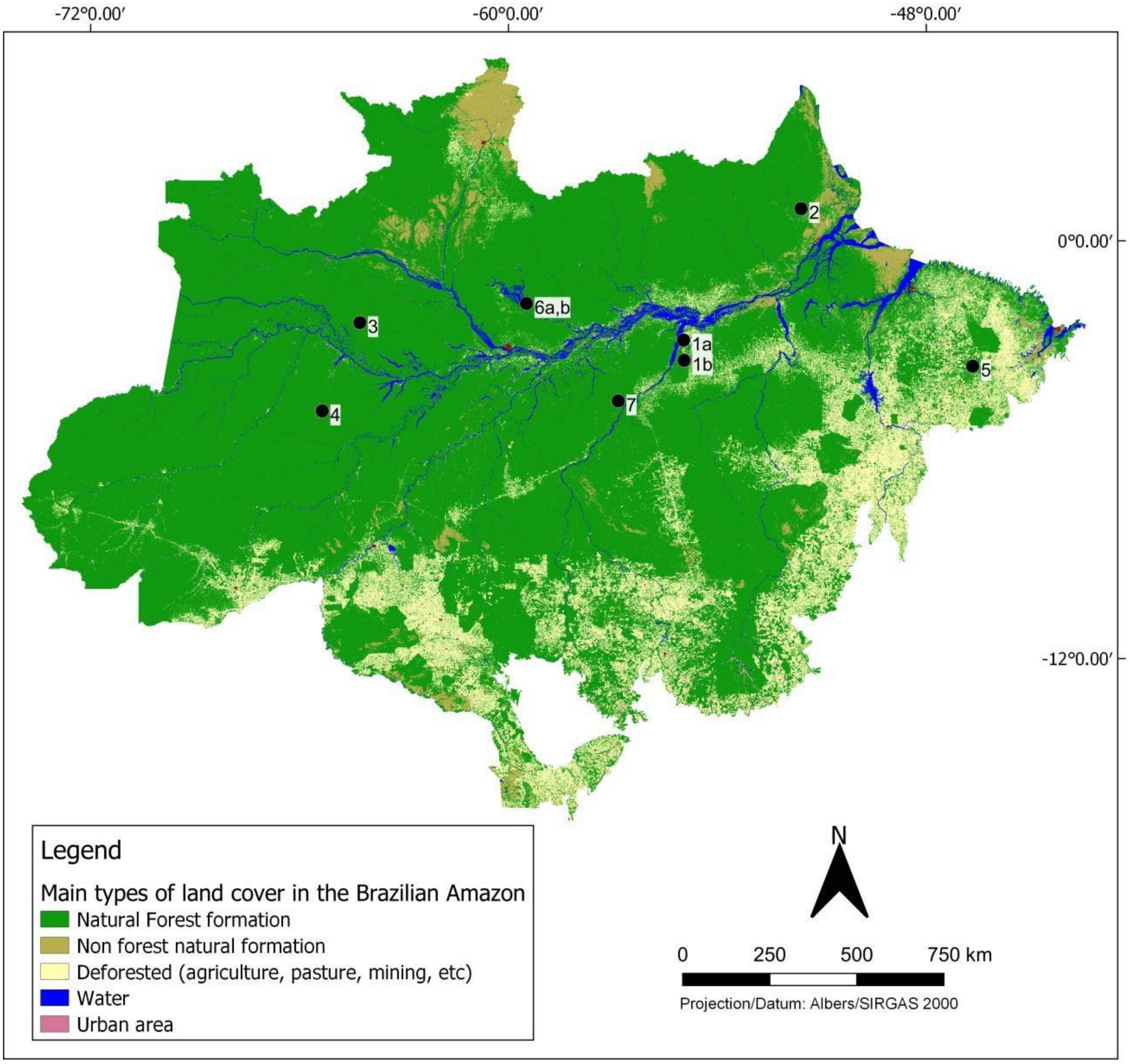


Figure S3. Location of sites compared to Tapajós National Forest (1a- northern area, 1b-southern area). Sites: 2- Amapá National Forest; 3- Amanã Sustainable Development Reserve; 4- Geólogo Pedro de Moura Base Reserve; 5- Gurupi Biological Reserve; 6a- Balbina Reserve - continuous forest; 7 – Amazonia National Park.

References

Alvarenga, G.C.; Ramalho, E.E.; Baccaro, F.B.; da Rocha, D.G.; Ferreira-Ferreira, J.; Bobrowiec, P.E.D. 2018. Spatial patterns of medium and large size mammal assemblages in várzea and terra firme forests, Central Amazonia, Brazil. *PLOS ONE* 13: e0198120.

Beisiegel, B. de M. 2001. Notes on the coati, Nasua nasua (Carnivora: Procyonidae) in an Atlantic Forest area. *Brazilian Journal of Biology* 61: 689–692.

Beisiegel, B. de M.; Ades, C. 2002. The behavior of the bush dog (Speothos venaticus Lund, 1842) in the field: a review. *Revista de Etologia* 4: 17–23.

Carvalho Jr, E.A.R.; Mendonça, E.N.; Martins, A.; Haugaasen, T. 2020. Effects of illegal logging on Amazonian medium and large-sized terrestrial vertebrates. *Forest Ecology and Management* 466: 118105.

Keuroghlian, A.; Eaton, D.P.; Longland, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (Tayassu pecari and Tayassu tajacu) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120: 411–425.

Michalski, L.J.; Norris, D.; de Oliveira, T.G.; Michalski, F. 2015. Ecological Relationships of Meso-Scale Distribution in 25 Neotropical Vertebrate Species. *PLOS ONE* 10: e0126114.

De Oliveira, T.G.; Mazim, F.D.; Vieira, O.Q.; Barnett, A.P.A.; Silva, G. do N.; Soares, J.B.G.; et al. 2016. Nonvolant Mammal Megadiversity and Conservation Issues in a Threatened Central Amazonian Hotspot in Brazil. *Tropical Conservation Science* 9: 194008291667234.

Paglia, A.P.; Da Fonseca, G.A.; Rylands, A.B.; Herrmann, G.; Aguiar, L.M.; Chiarello, A.G.; et al. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional papers in conservation biology* 6: 1–82.

Palmeirim, A.F.; Benchimol, M.; Morante-Filho, J.C.; Vieira, M.V.; Peres, C.A. 2018. Ecological correlates of mammal β-diversity in Amazonian land-bridge islands: from small- to large-bodied species. *Diversity and Distributions* 24: 1109–1120.

Reyna-Hurtado, R.; Beck, H.; Altrichter, M.; Chapman, C.A.; Bonnell, T.R.; Keuroghlian, A.; et al. 2016. What Ecological and Anthropogenic Factors Affect Group Size in White-lipped Peccaries (Tayassu pecari)? *Biotropica* 48: 246–254.

Santos, F. da S.; Mendes-Oliveira, A.C. 2012. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte da região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. *Biota Neotropica* 12: 282–291.

Anexos

Comentários à coordenação do PPGBEES:

A dissertação do aluno Dian Carlos Pinheiro Rosa é composta por uma introdução e um capítulo em forma de artigo científico. Neste capítulo o aluno apresenta a riqueza de espécies, número de registros das espécies, níveis de defaunação e conservação para a Floresta Nacional do Tapajós (FNT). Esta foi inventariada por câmeras fotografias na parte norte e sul da reserva, comparando os registros fotográfico entre as áreas amostrais. Foi verificado que a parte norte é mais defaunada que a parte sul da reserva, mas, no entanto, a parte norte possui maior biomassa total de mamíferos que a parte sul. Claramente estas mudanças observadas na mudança da composição e/ou biomassa de mamíferos é oriunda de ações antrópicas. No entanto no manuscrito não há nenhuma variável antrópica mensurada e analisada para comprovar tal mudança na composição de mamíferos. Para além deste ponto há um desejo de discutir políticas públicas, ações para a conservação que fogem ao escopo do artigo. Mas volto a lembrar que neste capítulo o aluno não avaliou ações antrópicas para incluir tal temática no trabalho. Reforço que, além da diferença na riqueza de espécies e os índices calculados, o mais interessante do resultado e a compensação de densidade (biomassa) apresentado pelo aluno. Quando há a perda dos grandes mamíferos a biomassa deles é compensada pelos médios e pequenos mamíferos. Foi exatamente esse o resultado encontrado no dado trabalho. Ou seja, quando se perdeu onça e antas houve uma alta compensação por indivíduos de cutias, porcos e pacas. Este resultado tem que ser prioritariamente ressaltado na discussão. Não menos importante, os dados mostram que TNF ainda guarda uma fauna super importante da região. Em uma breve comparação, a área norte possui 5 espécies a menos que a área sul, no entanto juntas totalizam 23 espécies para TNF. Visto que o Parque Nacional da Amazônia possui 26 espécies, para mim o TNF é um reduto importantíssimo de mamíferos e deve ser levado em conta na discussão. Ou seja, TNF não é defaunado, muito pelo contrário. Infelizmente a conclusão do trabalho, assim como o resumo, não refletem os dados e resultados obtidos e apresentados pelo aluno. A discussão precisa melhorar bastante, assim como uma revisão geral das informações do texto principal se faz necessária. Envio em anexo o arquivo da dissertação em .docx com todos os meus comentários para o aluno e seus orientadores.

Portanto APROVO a dissertação apresentada COM CORREÇÕES.

Avaliação final do projeto de dissertação de mestrado
I - Aprovada (X) Aprovada: indica que o revisor aprova a dissertação sem ou com correções. Na existência de correções, estas devem ser indicadas nos comentários à coordenação e/ou no próprio documento da dissertação.

Nome do membro da banca: Ricardo Siqueira Bovendorp

Data: 25/03/2021

Assinatura:

Comentários à coordenação do PPGBEES:

O trabalho tem boa qualidade, foi bem desenhado e está bem redigido. Há alterações que podemmelhorar o trabalho sugeridas no documento em pdf.

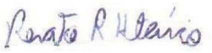
Avaliação final do projeto de dissertação de

I - Aprovada (X)

Aprovada: indica que o revisor aprova a dissertação sem ou com correções. Na existência de correções, estas devem ser indicadas nos comentários à coordenação e/ou no próprio documento da dissertação.

Nome do membro da banca: Renato Richard Hilário

Data: 05/04/2021

Assinatura: 

Comentários à coordenação do PPGBEES:

Fiz comentários na própria dissertação e considero aprovada com correções.

Apesar de indicar e ressaltar que o esforço amostral foi abaixo do recomendado (numero de câmeras, blocos de amostragem e distribuição), fato que limita conclusões generalizadas, considero que o aluno obteve treinamento e adquiriu conhecimento necessários para aprovação e obtenção de titulo de mestre.

Quanto as análises, acredito que o aluno fez o que foi possível dentro das limitações do esforço de coleta.

Envio também alguns artigos focando metodologia científica para estudos de mamíferos de médio e grande porte.

Avaliação final do projeto de dissertação de mestrado

I - Aprovada (X)

Aprovada: indica que o revisor aprova a dissertação sem ou com correções. Na existência de correções, estas devem ser indicadas nos comentários à coordenação e/ou no próprio documento da dissertação.

Nome do membro da banca: Wilson Roberto Spironello.

Data: 06/04/2021

Assinatura: